

Revisión de los efectos contaminantes del glifosato y su posible correlato con procesos de metalurgia extractiva

EDUARDO L. TAVANI¹✉ & JORGE N. SANTA CRUZ²

¹ Centro de Tecnología de Recursos Minerales y Cerámica (CETMIC). Investigador jubilado de la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC). ² Profesor de Hidrogeología en la Maestría de Gestión del Agua de la Universidad de Buenos Aires (UBA). Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua. Investigador jubilado del Instituto Nacional del Agua (INA).

RESUMEN. Se realizó la revisión de los efectos contaminantes del glifosato y su posible correlación con un proceso de metalurgia extractiva. Para tal comparación, se eligió la recuperación de cobre mediante pirometalurgia porque las sustancias nocivas formadas (SO_2 , As_2O_3) se propagan en el aire y el agua. Luego, se discutieron aquellos aspectos del glifosato que condicionan su tolerancia sanitaria: el riesgo cancerígeno para los seres humanos y la concentración máxima en el agua potable. Como hecho destacable, se menciona que al menos uno de los constituyentes de las formulaciones comerciales del herbicida tiene mayor toxicidad con relación al principio activo. Se analizaron diversas cuestiones respecto al transporte del glifosato a través de la zona no saturada del subsuelo en una cuenca agrícola de la Argentina. Según las referencias recopiladas, es necesario inhalar-ingerir grandes cantidades del herbicida para que se afecte la salud. Esta afirmación no explicaría por qué niños expuestos al glifosato, entre otros plaguicidas, sufrieron daños genéticos. Se comprobó que la supervivencia de las abejas melíferas resulta amenazada por la presencia del herbicida en su dieta. Alemania, Luxemburgo y Austria prohibieron con distintas modalidades el uso de glifosato en sus territorios. Finalmente, se advirtió que cuando se reportan efectos adversos del herbicida, el trabajo es refutado casi de inmediato.

Palabras clave: agua potable, ingestión-inhalación, abejas melíferas, pirometalurgia del cobre, daño genético

ABSTRACT. Review of the contaminating effects of glyphosate and their possible correlation with extractive metallurgy processes. A review of the contaminating effects of glyphosate and their possible correlation with an extractive metallurgy process was carried out. For such comparison, copper recovery by pyrometallurgy was chosen because the hazardous substances formed (SO_2 , As_2O_3) propagate in air and water. Next, those aspects of glyphosate that determine its sanitary tolerance were discussed: carcinogenic risk to humans and maximum concentration in drinking water. As a remarkable fact, it is mentioned that at least one of the constituents of the commercial herbicide formulations has greater toxicity in relation to the active principle. Various issues regarding the glyphosate transport through the subsoil unsaturated zone in an agricultural basin in Argentina were analyzed. According to the compiled references, the inhalation-ingestion of large amounts of the herbicide is required to affect health. This statement would not explain why children exposed to glyphosate, among other pesticides, suffered genetic damage. It was found that the survival of honey bees is threatened by the presence of the herbicide in their diet. Germany, Luxembourg and Austria banned the use of glyphosate in their territories, invoking different arguments. Finally, it was noted that when adverse effects of the herbicide are reported, the work is refuted almost immediately.

[Keywords: drinking water, ingestion-inhalation, honey bees, copper pyrometallurgy, genetic damage]

INTRODUCCIÓN

El cultivo de cereales y leguminosas es una actividad que se actualiza de modo continuo con el propósito de aumentar los rendimientos. En la Argentina se usan habitualmente paquetes tecnológicos conformados por siembra directa, semillas genéticamente modificadas y plaguicidas. Este modelo agroindustrial posibilitó trabajar grandes superficies, lo que simplifica las labores y ahorra costos. La contrapartida es que deteriora ecosistemas terrestres y acuáticos, además de perjudicar la salud de los habitantes rurales (Zorzoli 2018).

La pulverización es la técnica más difundida para aplicaciones fitosanitarias. Sin embargo, dicha práctica es compleja y puede afectar tanto al ser humano como al medio ambiente. Porcentajes elevados (>40%) de la cantidad vertida se pierden en el aire y caen dentro del lote expuesto a control químico, pero no sobre la maleza que se desea eliminar (endoderiva), o —en la situación más desfavorable— fuera del predio tratado (exoderiva) (Merani et al. 2019). Al concepto anterior se debe sumar que con alguna frecuencia se produce la descarga de efluentes crudos con alto contenido de sustancias provenientes del lavado de

envases semivacíos, cuyos valores superan los permitidos para proteger la vida silvestre. En conjunto, representan fuentes prominentes de contaminación de aguas superficiales y subterráneas (Arias et al. 2011).

Los efectos negativos de un plaguicida a nivel laboral y ambiental no siempre son evaluados antes de usarlos. Este proceder se comprueba al revisar los factores desencadenantes de enfermedades (dermatosis, cáncer, alteración funcional del sistema nervioso y problemas respiratorios) detectadas durante las últimas décadas del siglo pasado en Centroamérica (Wesseling et al. 2001). La discusión acerca de dicha omisión se potencia con el aporte de nuevas evidencias científicas que sirven de argumento para corregir el riesgo intrínseco atribuido a un agroquímico. La resolución más reciente vinculada a esta materia fue del Centro Internacional de Investigación sobre el Cáncer (IARC, por su sigla en inglés), que atribuyó al glifosato —herbicida de uso muy extendido a escala global y local— el carácter de ‘probablemente cancerígeno para humanos’ (IARC 2017). Sin embargo, esta decisión no fue compartida por la Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos (EPA, por su sigla en inglés) (Benbrook 2019).

Una cuestión de enorme interés práctico —prescindiendo del marco regulatorio adoptado— es conocer la movilidad del citado compuesto en el aire, el suelo y el agua, tanto superficial como subterránea. Cuando el agua satura por completo los poros y las fisuras del subsuelo, conforma un acuífero (Santa Cruz and Silva Busso 2002). A su vez, algunos constituyentes de la zona no saturada pueden retener al glifosato. Los más eficaces para lograr ese propósito son las arcillas, el óxido de hierro, el óxido de aluminio y la materia orgánica (Morillo et al. 1997; Morillo et al. 2000; Pessagno et al. 2005; Waiman 2014; Okada et al. 2016; Maqueda et al. 2017; Okada et al. 2018; Giaccio et al. 2019).

El crecimiento de las diferentes especies vegetales requiere la presencia en el suelo de cantidades relativamente elevadas de ciertos metales (sodio, potasio, magnesio, calcio, silicio) y bastante menores de otros (hierro, manganeso, cobre, zinc, molibdeno, boro). Esta división es algo arbitraria, ya que a veces el contenido de un elemento en los tejidos de las plantas supera al esperado (Mengel and Kirkby 2000). El total de los componentes, independientemente de su concentración, es enriquecido en una matriz básicamente

orgánica. Con un mecanismo similar, el metabolismo de las plantas participa en la remoción-inmovilización de metales pesados y radioactivos (fitorremediación) dispersos en el suelo, los sedimentos y el agua (Delgadillo-López et al. 2011). Desde la perspectiva de los resultados, la bioacumulación cumple un rol equiparable al de metalurgia extractiva, y su aprovechamiento para ejecutar la citada finalidad dio comienzo a la especialidad fitominería (Krisnayanti and Anderson 2014).

La semejanza de los conflictos y reformas implementadas en técnicas representativas de ambas disciplinas es por demás significativa. Si bien las emisiones varían según sean de origen industrial (puntual) o agronómica (no puntual), esta comparación ofrece una visión inédita. La pirometalurgia del cobre es un procedimiento con más de dos siglos de vigencia y permitiría comprobar la validez de esta hipótesis (Pérez Cebada 1999; Rendtorff et al. 2020). En aquellos casos de mayor desavenencia, la instancia judicial y el reclamo de la población fueron los caminos seguidos a fin de solicitar cambios que tornaran al emprendimiento menos peligroso (Pérez Cebada 1999). Basándose en estos antecedentes, los objetivos de la presente revisión son realizar una caracterización fisicoquímica exhaustiva del antedicho proceso de metalurgia extractiva —cuya operatoria fue oportunamente cuestionada—, determinar los aspectos sanitarios-ambientales más relevantes que conforman la problemática del glifosato, establecer el posible correlato entre ambas tecnologías y discutir las directrices de cada sistema examinado.

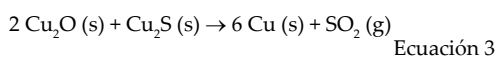
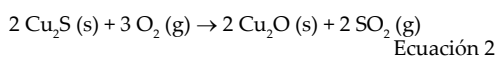
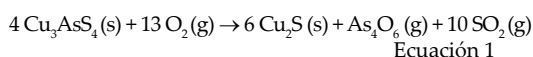
PIROMETALURGIA DEL COBRE

La pirometalurgia es una ruta eficaz para extraer el cobre de menas sulfuradas, cuya impureza habitual es la pirita (FeS_2) (Pérez Cebada 1999). Los principales minerales portadores de este metal son la enargita (Cu_3AsS_4), la calcopirita (CuFeS_2), la calcosita (Cu_2S), la covelina (CuS) y la bornita (Cu_5FeS_4) (Blackburn and Dennen 1994). En una primera etapa se lleva a cabo la concentración de la mena mediante operaciones físicas unitarias, y por dicha vía se separa el material estéril (ganga). Luego, se efectúa la tostación ($\sim 700^\circ\text{C}$) en contacto con aire para eliminar el azufre contenido en la pirita, por dos mecanismos: pirólisis [$2 \text{FeS}_2 (s) \rightarrow 2 \text{FeS} (s) + \text{S}_2 (g)$] y oxidación de la pirrotina (FeS) recién formada.

Los productos de reacción dependen de la presión parcial de oxígeno, los extremos son baja [2 FeS (s) + 3 O₂ (g) → 2 SO₂ (g) + 2 FeO (s)] y alta [4 FeS (s) + 7 O₂ (g) → 4 SO₂ (g) + 2 Fe₂O₃ (s)] (Rendtorff et al. 2020).

El paso siguiente comprende la oxidación y la fusión de la carga (mineral+fundente) a ~1200 °C. Se obtienen así dos fases líquidas inmiscibles que se separan por gravedad. La más liviana, llamada escoria, es rica en silicatos tales como la fayalita (Fe₂SiO₄), la monticellita (CaMgSiO₄) y la augita [(Ca,Mg,Fe)₂(Si,Al)₂O₆]. En cuanto a la más pesada —conocida con el nombre de mata o eje— se compone básicamente por una mezcla de sulfuros (Cu₂S+FeS). Sus densidades son ~3.5 g/cm³ y ~5.0 g/cm³, respectivamente (Rendtorff et al. 2020). Por ser la enargita la única especie que genera el desprendimiento de un par de sustancias gaseosas tóxicas (SO₂ y As₄O₆), se decidió exhibir su transformación (Ecuación 1) (Rendtorff et al. 2020). El procedimiento se completa con la obtención del blíster (~98% de Cu). Para ello, primero se convierte el FeS a FeO [2 FeS (s) + 3 O₂ (g) → 2 SO₂ (g) + 2 FeO (s)]; seguidamente, se elimina dicho óxido con sílice molida [2 FeO (s) + SiO₂ (s) → Fe₂SiO₄ (s)] y, por último, se reduce el catión cuproso (Cu₂S) a cobre metálico (Ecuaciones 2 y 3).

Algunos sitios emblemáticos en los cuales tuvo lugar la pirometalurgia del cobre fueron el valle de Swansea (Gales, Reino Unido) (Pérez Cebada 1999), la faja piritica de Huelva (España) (Fernández Caliani 2008) y Montana (Estados Unidos) (Pérez Cebada 1999). En la Argentina se destaca por su magnificencia la fundición Santa Florentina (Chilecito, La Rioja), que procesaba la mena colectada en la mina La Mejicana (Famatina) (Rendtorff et al. 2020). Este complejo minero metalúrgico fue inicialmente operado por dos empresas inglesas: *The Famatina Development Corporation* (1903-1912) y *The Famatina Company* (1912-1913). Tras un breve impasse, la sociedad nacional —Corporación Minera Famatina— reanudó las actividades por un corto período (1918-1923) para luego disponer su cierre definitivo.



En 1840, el metalurgista francés F. Le Play cuantificó que las fundiciones de Swansea descargaron en la atmósfera 92000 t de SO₂ (Pérez Cebada 1999). Aun cuando se desconoce si ese valor correspondía sólo a un año, el planteo fue muy novedoso para la época. Además de complicaciones respiratorias, esta sustancia provoca la lluvia ácida (Clarke and Tomlin 2003) y el deterioro ambiental que ello implica. Una situación de similar complejidad que la anterior ocurrió con el arsénico, cuyo daño sanitario fue advertido a principios del siglo pasado (1902) en Montana. Dicho elemento, transportado en los humos blancos del establecimiento metalúrgico, envenenaba los forrajes que después se utilizaban para alimentar animales de corral (Pérez Cebada 1999).

Una década más tarde (1913), el médico argentino M. Goyenechea confirmó que el consumo prolongado de agua de pozo con alto contenido de arsénico (2.8 mg/L de As₂O₃) causaba la enfermedad descubierta en residentes de Bell Ville, provincia de Córdoba (Círculo Médico de Rosario 1917). Originalmente, el síndrome tóxico fue identificado con el nombre de la citada ciudad, ya que era muy frecuente entre sus habitantes; en la actualidad, se lo designa 'hidroarsenicismo crónico regional endémico' (Hacre). El arsénico inorgánico fue clasificado 'agente cancerígeno para humanos': Grupo 1 (IARC 2004). La concentración límite de dicho elemento en el agua potable establecida por la Organización Mundial de la Salud (OMS), la Unión Europea (UE) y la EPA es 10 µg/L (OMS 2006a; UE 2009; EPA 2018). Su origen es mayoritariamente de tipo geológico (vidrio volcánico), aunque también puede provenir de actividades antropogénicas como la extracción de cobre.

El dióxido de azufre es un gas incoloro que al ser aspirado produce irritación del sistema respiratorio y reduce las funciones pulmonares. La luz ultravioleta disocia el ozono presente en la atmósfera en oxígeno molecular y oxígeno excitado electrónicamente O*. Dicha especie se combina con agua del ambiente (humedad) para formar el radical libre hidroxilo OH*. Ambos compuestos, con preferencia el OH*, participan en la oxidación del SO₂. El anión predominante al pH típico de las nubes es el bisulfito [HSO₃⁻+ 2 OH* (H₂O₂) → SO₄²⁻+ H⁺+ H₂O] (Clarke and Tomlin 2003). De esta manera se justifica que cuando nos referimos a la acción perjudicial del SO₂ debe

considerarse el aire y el agua. Su tolerancia diaria es $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (OMS 2006b), 0.14 ppm ($365 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (Centro de Información sobre Contaminación de Aire - EPA 2016) y $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Agencia Europea de Medio Ambiente 2013: 63). En 2005, la OMS redujo la directriz del SO_2 de 125 a $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ alegando que sus efectos nocivos están asociados a un aforo muy inferior al vigente hasta el cambio (OMS 2006b). Finalmente, el nivel máximo de SO_4^{2-} admitido en el agua potable es $250 \text{ mg}/\text{L}$ (OMS 2006a; UE 2009; EPA 2018).

En nuestro país, la producción de cobre por esta técnica fue muy intermitente en ambos ciclos (1903/1913 y 1918/1923), destacándose la de 1911 por las innovaciones tecnológicas introducidas en el diagrama de flujo. Durante ese lapso se exportaron 644.9 t de blíster en lingotes de 40 kg , con una pureza de $98\% \text{ p/p}$ de Cu (Anuario de la Dirección General de Estadísticas-1911 1912: 461). De acuerdo con el cálculo estequiométrico efectuado para dicha cantidad declarada, el desprendimiento habría sido 2920 t de SO_2 y 335 t de As_4O_6 .

La preocupación por la pérdida de calidad del aire en las cuencas cupríferas y sus alrededores, con el agravante que resultaban comprometidos varios kilómetros a la redonda, comenzó hace más de dos centurias. Al principio, las demandas tramitadas por particulares en zonas de reciente industrialización se resolvían invocando el derecho de propiedad preferencial según la antigüedad de su posesión. La primera sentencia contra una compañía se dictó en 1770, cuando la justicia de Liverpool obligó a reubicar las instalaciones de una fundición fuera de la ciudad (Pérez Cebada 1999). A lo largo del siglo XIX, este razonamiento quedó descartado y cada vez era más difícil probar las imputaciones. En tanto, la reacción de las empresas fue múltiple: muchas hicieron caso omiso de los requerimientos, otras recurrieron a compensaciones económicas y muy pocas emprendieron costosas reformas sin conseguirse mejoras sustanciales. Posteriormente (1930), se explicitaron algunos de los fundamentos más recurrentes de las compañías mineras; un fallo desfavorable amenazaba la estabilidad económica de la comunidad. Recién cerca de 1950 se logró probar que los antedichos humos blancos provocaban enfermedades respiratorias (Pérez Cebada 1999). Las emisiones gaseosas actualmente son exiguas y están reguladas por normas muy estrictas, lo que representa un

contraste evidente con las técnicas empleadas para operar con el herbicida.

USO DE AGROQUÍMICOS

Grandes cantidades de agroquímicos se utilizaron a lo largo de varias décadas en todo el mundo (Ramírez Muñoz 2021), y la Argentina no fue una excepción. Volúmenes mínimos —aunque significativos— de los plaguicidas (también llamados pesticidas) son inhalados al momento de su aplicación, ya sea por equipos terrestres o desde avionetas (Wesseling et al. 2001; Varona et al. 2009; Campuzano Cortina et al. 2017; Merani et al. 2019; Ramírez Muñoz 2021). La principal vía de transporte es el aire, y el área afectada abarca una superficie mayor que la efectivamente tratada.

El alto nivel de exposición ocupacional y la limitada disponibilidad de equipos de protección personal causaron numerosos problemas de salud a los trabajadores rurales, tendencia que ahora ha disminuido. Un cuadro de riesgo más acotado fueron los vecinos de propiedades contiguas a campos sujetos a control químico. En bastante menor proporción, se atendieron pacientes infectados por el consumo de cereales portadores de sustancias vertidas con fines fitosanitarios (Wesseling et al. 2001; Varona et al. 2009; Campuzano Cortina et al. 2017; Benbrook 2019). Los compuestos empleados para estas actividades son de naturaleza mayoritariamente orgánica, se adquieren libremente en el mercado y su función es mejorar el rendimiento de la explotación agrícola. Una recomendación práctica es que para manipularlos se deben respetar las instrucciones que figuran en el marbete (Cheminova Agro S.A. 2016; Benbrook 2019). Al escenario descrito se suma el diferente criterio con el cual trabajan las entidades líderes en la materia. El glifosato refleja de modo muy claro tales contradicciones.

En marzo de 2015, el antedicho Centro Internacional especializado en investigaciones oncológicas (IARC) procedió a reclasificarlo como 'probablemente cancerígeno para humanos' (Grupo 2A) (IARC 2017). La EPA no compartió esa decisión y mantuvo la anterior categoría: 'posiblemente cancerígeno para humanos' (Grupo 2B). Las pautas de evaluación de ambas instituciones fueron distintas, observándose que la mayor disparidad responde al tipo de sustancia elegida para el análisis. En el IARC la

muestra es el glifosato técnico más aditivos y el metabolito, mientras que en la EPA se examina el glifosato técnico (Benbrook 2019). A su vez, la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA, por su sigla en inglés) sorprendió con una valoración en la cual sostiene que el glifosato 'probablemente no es cancerígeno para humanos' (Grupo 4). Cuando miembros del Parlamento Europeo solicitaron los resultados que sustentaban dicha opinión, se denegó el acceso a la documentación respaldatoria. Uno de los motivos esgrimidos para justificar su medida fue que 'la divulgación de esa información supondría un perjuicio serio para los intereses comerciales y financieros de las empresas' que llevaron a cabo los estudios. En la siguiente instancia, los peticionarios acudieron al Tribunal General de la Unión Europea (TGUE) para gestionar la anulación de la resolución denegatoria y obtuvieron una sentencia favorable: asunto T-329/17 (TGUE 2019). El dictamen incluyó una segunda causa del mismo tenor, T-716/14, iniciada por un particular tres años antes para conocer las actuaciones acerca de la determinación del IDA ('ingesta diaria admisible'), pedido que también había sido desestimado. Conforme al relato efectuado, se aprecia que las nombradas asociaciones científicas especializadas en cuestiones sanitarias (IARC, EPA y EFSA) mantienen posiciones disímiles.

ANTECEDENTES DEL GLIFOSATO Y RESULTADOS DE SU APLICACIÓN EN UNA CUENCA AGRÍCOLA BONAERENSE

El glifosato es un herbicida no selectivo, de amplio espectro, de acción foliar, y se transporta internamente desde el punto de contacto hacia otras partes de las plantas (sistémico). Inicialmente se lo utilizó para erradicar cultivos ilícitos (estupefacientes) en el área rural de Colombia, y con el correr del tiempo, para combatir diversas malezas (Varona et al. 2009; Campuzano Cortina et al. 2017; Ramírez Muñoz 2021). Su función consiste en inhibir la síntesis de tres aminoácidos aromáticos clave para el crecimiento y la supervivencia de la planta. El principio activo es N-(fosfonometil) glicina (Maqueda et al. 2017; IARC 2017; Okada et al. 2018; Kuntz 2020), fórmula molecular $C_3H_8NO_5P$ (Amarante Junior et al. 2002), y con el agregado de agentes surfactantes, antiespumantes y biocidas conforman las presentaciones más corrientes del mercado (Campuzano Cortina et al. 2017). Anualmente,

en la Argentina se consumen más de 200 millones de litros de este agroquímico (Okada et al. 2018).

En 1996, el gobierno nacional aprobó la liberación comercial de una variedad transgénica de soja, cuya principal característica era la resistencia al glifosato (Zorzoli 2018). Luego de 10 años comenzó a notarse la aparición y el aumento rápido de malezas resistente al herbicida, situación atribuida a su uso continuo (Ramírez Muñoz 2021). La respuesta ante dicha circunstancia fue incrementar la dosis, complementándose con el diseño de nuevos materiales genéticos. Con este proceder, los costos operativos crecieron de manera significativa, pero lo más importante son sus consecuencias ambientales en el mediano y largo plazo.

El principal producto de la degradación enzimática y fisicoquímica —metabolito— del glifosato es el ácido aminometilfosfónico (AMPA) CH_6NO_3P (Amarante Junior et al. 2002; Grandcoin et al. 2017; IARC 2017; Benbrook 2019; Kuntz 2020; Ramírez Muñoz 2021). Las evidencias sobre enfermedades ocasionadas por el glifosato y el AMPA en seres humanos son limitadas. El problema surge con aquellos ingredientes considerados inertes que los acompañan. De los componentes más habituales, se destaca por su alta citotoxicidad el surfactante amina de polioxietileno (POEA, por su sigla en inglés) (Martínez et al. 2007; Campuzano Cortina et al. 2017).

Recientemente se publicó el análisis químico de 81 muestras de aguas subterráneas colectadas en una vasta cuenca agrícola ubicada al sudeste de la provincia de Buenos Aires, con cabecera en Mar Chiquita. Del total, sólo 24% tenía glifosato, y 33%, AMPA. Los rangos de detección fueron para la primera sustancia 0.1-8.5 $\mu\text{g/L}$ y para la segunda 0.1-1.9 $\mu\text{g/L}$. La superficie estudiada abarca 226 km^2 , carece de aportes urbanos e industriales, y de esa extensión, el 95% es aprovechada para cultivo (Okada et al. 2018). El subsuelo aloja al acuífero Pampeano (Sala 1975), que se recarga por infiltración del exceso de precipitación y se descarga hacia corrientes superficiales, ríos y cuerpos de agua. Su permeabilidad fluctúa entre 1 y 5 m/día, porosidad ~12% y capacidad de almacenamiento 0.0001 (Hernández et al. 1991). El espesor de la zona no saturada que corresponde al sector examinado varía de 2 a 24 m. A pesar de su escasa profundidad, se eligió esta región para ilustrar el fenómeno de contaminación ya que cuenta con un

único vertido y es precisamente de origen fitosanitario.

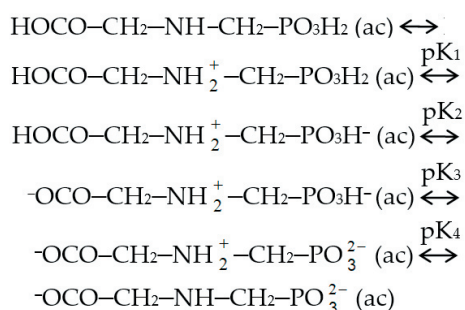
De acuerdo con la directiva de la UE, el agua de algunos de estos pozos no es apta para ser potabilizada cuando el glifosato más el AMPA sobrepasan 2 µg/L. Además, aclara que si el total de plaguicidas —incluyendo sus metabolitos— es mayor a 5 µg/L, tampoco es utilizable para dicha finalidad (Grandcoin et al. 2017). Por último, las concentraciones en el agua potable del glifosato+ AMPA y de la suma de todos los plaguicidas con los metabolitos no deben superar 0.1 y 0.5 µg/L, respectivamente. El antedicho límite individual de 0.1 µg/L fue asignado a casi todos los plaguicidas, salvo para cuatro de ellos (aldrina, dieldrina, heptacloro y heptaclorepóxido) en que aún es más bajo (0.03 µg/L) (UE 2009; Cruz Vera et al. 2012; Grandcoin et al. 2017). Por su parte, la EPA fijó un máximo notablemente superior para el glifosato —excluido el AMPA— de 700 µg/L (EPA 2018). A nivel local, el Código Alimentario Argentino (2012) no ha definido una directriz para este herbicida en el agua potable. Diferente es el caso de la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (2003), que estableció un contenido inferior a 300 µg/L, expresado como sal isopropilamina de glifosato, en las fuentes de provisión de agua destinadas al consumo de la población.

La UE no justifica la selección del valor reportado para cada producto acorde con su toxicidad, diferenciándose de la EPA que sí lo hace (Cruz Vera et al. 2012; Grandcoin et al. 2017). Hasta ahora no se ha publicado ningún argumento que explique de manera convincente tamaña desigualdad. Durante la aplicación, una fracción del herbicida disperso en el aire se incorpora al agua superficial a nivel de predio, y siguiendo la red de drenaje se desplaza hacia los cuerpos principales: lagunas, arroyos, riachuelos, etc. Transcurrido un tiempo, el glifosato y el AMPA que permanecen acumulados sobre el suelo son transportados hacia el acuífero. Este hecho, no obstante ocurrir en una proporción mínima, puede llegar a comprometer la calidad del depósito subterráneo de agua dulce.

Se sabe que las arcillas, minerales ampliamente distribuidos en el suelo y que por efecto erosivo también pueden encontrarse en franjas ribereñas con velocidades de flujo bajas, retienen a los mencionados componentes orgánicos (Morillo et al. 1997; Morillo et al. 2000; Pessagno et al. 2005; Okada et al. 2016; Okada et al. 2018; Giaccio et al. 2019). El glifosato es

un ácido poliprótico anfótero que se distingue por tener tres grupos funcionales capaces de formar fuertes enlaces de coordinación con iones metálicos: amina, carboxilato y fosfonato (Morillo et al. 1997; Amarante Junior et al. 2002; Waiman 2014; Okada et al. 2016). Conforme a lo expuesto, un mecanismo de interacción sería arcilla-cación-glifosato. Si bien no existe uniformidad de opiniones sobre cuál es en definitiva la naturaleza de dicha asociación, las evidencias sustentan la idea de que el fenómeno es parcialmente de carácter electrostático. Otros estudios citan que la adsorción del herbicida es más eficaz sobre óxido de hierro y óxido de aluminio, atribuyendo cierta participación a la materia orgánica (Morillo et al. 2000; Pessagno et al. 2005; Waiman 2014; Maqueda et al. 2017; Okada et al. 2018). En resumen: los solutos disueltos en el agua son atraídos por diversos constituyentes de la zona no saturada.

La mayor presencia de agua en el subsuelo en el período de lluvias hace que se intensifique el contacto del dipolo H₂O con el adsorbente, bloqueando sitios activos del mismo; así disminuye su fuerza de atracción. Dicho accionar acrecentaría la movilidad del glifosato y su metabolito en determinadas estaciones del año, más allá de la frecuencia con que fue aplicado. La estabilidad del herbicida depende de la acidez del medio. A pH<0.8 el sitio de la amina capta H⁺ (protonación), mientras que dentro del rango de pH 0.8-10 se disocia en aniones mono, di y trivalente (pK₁=0.8; pK₂=2.2; pK₃=5.5; pK₄=10.1). Los iones formados se indican en la Ecuación 4 (Morillo et al. 1997; Amarante Junior et al. 2002).



Ecuación 4

ASPECTOS SANITARIOS DESTACABLES DEL GLIFOSATO

En 2003, la OMS propuso calcular un límite (µg/L) a partir de la mayor ‘dosis sin efecto adverso observado’ —32000 µg diario de

glifosato y su metabolito por kg de peso corporal— determinada en ensayos de laboratorio realizados con ratas, y el máximo ‘factor de incertidumbre’ posible, adoptándose para este cómputo ‘100’ ($32000 \mu\text{g}/\text{kg} \times 100^{-1} = 320 \mu\text{g}/\text{kg}$). La concentración para alcanzar dicho requerimiento excede ampliamente su contenido normal en el agua de consumo, razón por la cual no consideraron necesario establecer regulaciones para estas sustancias (OMS 2006a).

La inhalación de glifosato produce afecciones poco abordadas en trabajos de la especialidad (Varona et al. 2009; Grandcoin et al. 2017; Okada et al. 2018; Benbrook 2019). Una información muy extensa sobre dicha sustancia se detalla en sendas fichas de datos técnicos (Henderson et al. 2010; Cheminova Agro S.A. 2016). La concentración letal que causa el deceso del 50 por ciento de los animales tratados (CL50), ya sea por contacto único o múltiple, es una medida de toxicidad aguda. Se expresa en mg del producto químico por volumen de aire (L) al que es expuesto el organismo, clasificándose el parámetro en cuatro categorías: alta toxicidad ($\leq 0.05 \text{ mg}/\text{L}$), moderada toxicidad ($>0.05\text{-}0.5 \text{ mg}/\text{L}$), baja toxicidad ($>0.5\text{-}2.0 \text{ mg}/\text{L}$) y muy baja toxicidad ($>2.0 \text{ mg}/\text{L}$) (Henderson et al. 2010).

La CL50 para ratas por aspiración de glifosato durante 4 h fue mayor a $4.43 \text{ mg}/\text{L}$ (muy bajo riesgo). Cuando la prueba se llevó a cabo con la sal isopropilamina de glifosato [$\text{HOCO-CH}_2\text{-NH-CH}_2\text{-PO}_3\text{H}^- \text{NH}_3\text{-CH-(CH}_3)_2$], otra de las formulaciones del herbicida (Cheminova Agro S.A. 2016), la dosis se redujo a $1.3 \text{ mg}/\text{L}$ (bajo riesgo) (Henderson et al. 2010). Cabe aclarar que estas investigaciones no reflejan ningún estado intermedio que pueda suceder con niveles inferiores al que ocasiona la muerte. Basándose en las directrices antedichas, para que ocurra un evento fatal se requeriría la ingesta o la inhalación de grandes cantidades de las referidas sustancias (OMS 2006a; Henderson et al. 2010; EPA 2018). Este argumento fue perdiendo preponderancia luego de conocerse una nueva evaluación del glifosato, que hizo factible volver a categorizar su impacto sanitario (IARC 2017); por tal motivo, la operatoria de dicho agroquímico está sometida a un permanente debate público.

Los niños de edad comprendida entre 4 y 14 años pertenecen a una franja etaria que demanda atención especial en el caso de aspirar

plaguicidas dispersos en el aire; en particular, glifosato. Esta circunstancia es capaz de provocar daños genéticos que constituyen una advertencia temprana sobre la posibilidad de contraer diversas enfermedades y, de ese modo, prevenir el riesgo cuando todavía es reversible. La técnica empleada para dicho análisis fue por monitoreo genotoxicológico en la mucosa bucal, que es un método muy poco invasivo. Los resultados obtenidos confirmaron la aparición de patologías que afectan al sistema respiratorio (Bernardi et al. 2015). Sus antecedentes temáticos más inmediatos fueron estudios con objetivos similares en poblaciones de adultos compuestas sobre todo por trabajadores rurales (Mañas et al. 2009; Simoniello et al. 2010). A la inversa, hay autores que sostienen no haberse aportado evidencias convincentes vinculadas con el diagnóstico de alteraciones cromosómicas (Kuntz 2020).

La discusión de los distintos puntos de vista especificados en esta revisión induce a pensar que aún resta obtener mayores precisiones científicas antes de sentar una posición definitiva con respecto al herbicida. La pregunta es si con los conocimientos actuales sobre la materia, a la práctica usual se le pueden imponer restricciones más severas que las vigentes. En este sentido, prevalece un fallo de primera instancia relativo a las pulverizaciones y/o fumigaciones (Juzgado Federal N° 2 2019), confirmado luego en segunda instancia (Cámara Federal de Rosario - Sala A 2020). Como medida precautoria relevante se fijó una distancia mínima a sitios poblados donde deben concluir las aplicaciones terrestres (1095 m) o aéreas (3000 m) de agroquímicos, aclarándose que a los ‘establecimientos educativos rurales’ se le asigna el carácter de ‘área urbana’. Uno de los principales fundamentos de ambas resoluciones fue el citado trabajo de Bernardi et al. (2015). Se trata de un proceder semejante al señalado para la pirometalurgia del cobre hasta mitad del siglo XX, momento en que fueron reconocidas las dolencias causadas por las emanaciones gaseosas de dicho emprendimiento metalúrgico (Pérez Cebada 1999).

En investigaciones recientes se determinó una cuestión no contemplada hasta ahora: la manera en que el glifosato puede dificultar la actividad agrícola. Este comportamiento se ilustra con las abejas melíferas por su rol como polinizadoras de los cultivos para la producción de semillas y frutos. La dosis letal para dicho insecto es $\text{DL}_{50}=100 \mu\text{g}/\text{abeja}$ (Henderson et al.

2010). Aquí cabe destacar que la presencia de este herbicida en la alimentación de las larvas, aún sin alcanzar valores elevados (1.25-5.0 mg por L de alimento), impacta negativamente en su supervivencia al retrasar el crecimiento y disminuir el tamaño (peso) alcanzado por especímenes adultos (Vázquez et al. 2018). Asimismo, en ejemplares desarrollados altera la trayectoria del vuelo de retorno (navegación) a la colmena y disminuye la memoria olfativa (Balbuena et al. 2015).

Basándose en la información precedente, el gobierno de Alemania prohibió en su territorio el glifosato con la intención de proteger la biodiversidad de ecosistemas regionales y consecuentemente atenuar el deterioro originado a la agricultura (Kuntz 2020; Ramírez Muñoz 2021). La medida no es de vigencia inmediata y comenzará a regir desde fines de 2023. Luxemburgo es un estado miembro de la Unión Europea que con la idea de discontinuar el suministro de productos fitosanitarios incompatibles con una explotación sostenible revocó la autorización para emplear ese herbicida en su jurisdicción (Ministry of Agriculture, Viticulture and Rural Development 2020; Kuntz 2020). En contraposición a los casos relatados que fueron impuestos por sendos actos administrativos, Austria sancionó el correspondiente marco legal por vía legislativa. El parlamento nacional, después de dos intentos fallidos en el último bienio para prohibir totalmente el glifosato, votó por unanimidad una veda parcial del mismo (Kuntz 2020; Krautgartner 2021). El escenario descrito nos mueve a pensar que en breve otros países podrían adoptar directivas análogas.

La observación y la reflexión de varios aspectos vinculados con el glifosato no siempre permiten obtener conclusiones definitivas sin recorrer previamente un largo camino de pruebas afirmativas y refutaciones. El estudio de su efecto sobre patógenos potenciales y bacterias beneficiosas de la microbiota aviar corrobora esta opinión. Los microorganismos altamente infecciosos mostraron su resistencia al herbicida mientras que los provechosos resultaron ser de moderados a muy susceptibles (Shehata et al. 2013). Al repetir los ensayos con ratas de laboratorio expuestas a altas dosis no se advirtió ninguna afección (Kuntz 2020). La principal objeción metodológica para esta comparación es que las floras intestinales del ave (Abad-Guamán et al. 2017) y del roedor (Hamet 2012) no son equivalentes. A pesar de ello, se plantea el interrogante (debate) si

la información reportada en la contribución primitiva conserva su validez.

Inicialmente, el uso del glifosato despertó enorme interés en el sector agrícola (Zorzoli 2018); no obstante, ese optimismo se convirtió en preocupación al aportarse evidencias acerca de su capacidad para ocasionar múltiples enfermedades (Amarante Junior et al. 2002; Varona et al. 2009; Campuzano Cortina et al. 2017) y, además, perjudicar al medio ambiente (Pessagno et al. 2005; Sione et al. 2018). Tal como había ocurrido con la extracción de cobre —cuyo aspecto económico fue el argumento excluyente para rebatir las críticas recibidas (Pérez Cebada 1999)—, la situación del glifosato fue similar, pero sumando el requerimiento de lograr una explotación que no decaiga en el tiempo (Zorzoli 2018). De ambos procedimientos analizados derivan sustancias (SO_2 , As_4O_6 , glifosato) que son transportadas mayoritariamente en el aire, mientras los recursos hídricos constituyen una ruta secundaria de propagación (SO_4^{2-} , glifosato, AMPA). Algunos países prohibieron con diferentes modalidades el mencionado agroquímico, lo que es una réplica del accionar registrado en el proceso metalúrgico. A nivel local, la justicia hizo lugar a demandas interpuestas por terceros y, en paralelo, se constató que hubo un reclamo creciente por parte de la sociedad. Los hechos apuntados sugieren una posible correlación entre ambas tecnologías, si bien sus objetivos son disímiles.

Ante la visión contrapuesta de las principales entidades especializadas en la problemática del glifosato, se deberían ponderar al menos cuatro temas que en principio permiten decidir cuál es la estrategia de gestión más propicia: 1) establecer la metodología de aplicación que minimice las pérdidas del herbicida (Merani et al. 2019), 2) profundizar el conocimiento de aquellos trastornos sobre la salud humana producidos por inhalación de glifosato o sus sales en cantidades menores a la letal (Bernardi et al. 2015), 3) determinar el peligro que implica su ingesta en cada estadio de la vida de algunos insectos (Balbuena et al. 2015; Vázquez et al. 2018), y 4) identificar los organismos acuáticos (bioindicadores) en aguas superficiales cuya existencia se vea comprometida por los niveles usuales de polución (Cheminova Agro S.A. 2016; Sione et al. 2018; Solís-González et al. 2019). A modo de resumen, se puede decir que para establecer el máximo tolerable del herbicida debe tomarse en cuenta no sólo el desarrollo de patologías

en los distintos grupos etarios de la población, principalmente niños, sino también los efectos sobre la biota.

CONCLUSIONES

La extracción de cobre se lleva a cabo mediante una serie de transformaciones físicoquímicas, y durante bastante tiempo, los productos gaseosos formados se liberaban a la atmósfera; por su toxicidad se destacan el SO₂ y el As₄O₆. Recién en 1950, aunque los reclamos judiciales habían comenzado cerca de 2 siglos antes, se acreditó definitivamente que los humos blancos de las fundiciones representan un riesgo sanitario real. Las modificaciones operativas que se implementaron en respuesta a sucesivas demandas y cuestionamientos públicos exponen una innegable analogía con las limitaciones actuales del glifosato.

El contenido límite fijado para especies nocivas tiene vigencia hasta tanto se determinen nuevas certezas que aconsejen su rectificación. Esta aseveración se sustenta en la reducción sustancial que efectuó la OMS en la directriz del dióxido de azufre, de 125 a 20 µg/m³.

La toxicidad de las formulaciones del glifosato más corrientes del mercado depende de sus constituyentes; no todos revisten la misma gravedad. Una resolución de gran impacto para el futuro del herbicida fue que el IARC en 2015 cambió de grupo el efecto provocado a la salud '2A' en reemplazo del anterior (2B), manteniéndose la EPA sin variar su posición. Ambas instituciones manejan criterios propios para la evaluación, el IARC valora la suma de glifosato + metabolito + aditivos, mientras que la EPA sólo el glifosato.

El transporte del glifosato y del AMPA a través de la zona no saturada del subsuelo es poco significativo, pero detectable. En cuanto a la concentración máxima admisible en el agua potable, varía enormemente según la referencia consultada: 0.1 µg/L para la UE (glifosato + metabolito) y 700 µg/L para la EPA (glifosato). Esta regulación tan desigual de dicho agroquímico es poco habitual, al contrario de lo que sucede con los productos de reacción desprendidos en el emprendimiento pirometalúrgico examinado, la discrepancia es pequeña para el dióxido de azufre y nula para el arsénico o el sulfato.

Los niños al inhalar plaguicidas pueden sufrir afecciones persistentes en sus organismos. Este diagnóstico sirvió de sustento científico para que la justicia local impusiera restricciones a las pulverizaciones y/o fumigaciones, tanto terrestres como aéreas.

Se reportó que la contaminación con glifosato del alimento de abejas melíferas, aun en dosis inferiores a la letal, amenaza su supervivencia. Basándose en dicho testimonio, Alemania prohibió su uso. Luxemburgo y Austria replicaron la medida, pero con diferencias apreciables entre sí.

Un hecho observado con alguna frecuencia, el cual le otorga al tema carácter controversial, es que cuando se comprueban efectos biológicos adversos del herbicida se extiende la investigación a otro sistema sin correspondencia con el inicial, lo que impide confirmar los resultados antes obtenidos.

AGRADECIMIENTOS. Los autores agradecen a Elba N. Saenz y Florencia Absatz (Biblioteca Nacional del Maestro) por la colaboración recibida en la preparación del manuscrito.

REFERENCIAS

- Abad-Guamán, R., M. Capa-Morocho, V. Herrera-Yunga, R. Herrera-Herrera, and G. Escudero-Sanchez. 2017. Cambios en la microbiota intestinal de las aves y sus implicaciones prácticas. *Centro de Biotecnología* 6:98-108.
- Agencia Europea de Medio Ambiente. 2013. La calidad del aire en Europa - Informe 2012. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, España. ISBN 978-84-491-1341-3. Pp. 63.
- Amarante Junior, O. P. de, T. C. Rodrigues dos Santos, N. M. Brito, and M. L. Ribeiro. 2002. Glifosato: propriedades, toxicidade, usos e legislação. *Quimica Nova* 25(4):589-593. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422002000400014>.
- Anuario de la Dirección General de Estadísticas, Correspondiente al año 1911. 1912. 134 - Cobre en barras. Tomo 1. Talleres de Publicaciones de la Oficina Meteorológica Argentina, Buenos Aires, Argentina. Pp. 461.
- Arias, A. H., N. S. Buzzi, M. T. Pereira, and J. E. Marcovecchio. 2011. Pesticides reaching the environment as a consequence of inappropriate agricultural practices in Argentina. Pp. 313-332 *en* M. Stoytcheva (ed.). *Pesticides - Formulations, Effects, Fate*. <https://doi.org/10.5772/13409>.
- Balbuena, M. S., L. Tison, M. L. Hahn, U. Greggers, R. Menzel, and W. M. Farina. 2015. Effects of sublethal doses of glyphosate on honeybee navigation. *Journal of Experimental Biology* 218(17):2799-2805. <https://doi.org/10.1242/jeb.117291>.
- Benbrook, C. M. 2019. How did the US EPA and IARC reach diametrically opposed conclusions on the genotoxicity of glyphosate-based herbicides? *Environmental Sciences Europe* 31, 2. <https://doi.org/10.1186/s12302-018-0184-7>.

- Bernardi, N., N. Gentile, F. Mañas, Á. Méndez, N. Gorla, and D. Aiassa. 2015. Evaluación del nivel de daño en el material genético de niños de la provincia de Córdoba expuestos a plaguicidas. *Archivos Argentinos de Pediatría* 13(2):126-132. <https://doi.org/10.5546/aap.2015.126>.
- Blackburn, W. H., and W. H. Dennen. 1994. *Principles of mineralogy*. Wm. C. Brown Publishers. Dubuque, EE.UU. ISBN 0-697-1597-X.
- Cámara Federal de Rosario - Sala A. 2020. Expediente N° FRO 70087/2018/7/CA3. Poder Judicial de la Nación, Rosario, Provincia de Santa Fe, Argentina. Pp. 32.
- Campuzano Cortina, C., L. M. Feijoó Fonnegra, K. Manzur Pineda, M. Palacio Muñoz, J. Rendón Fonnegra, and J. P. Zapata Díaz. 2017. Efectos de la intoxicación por glifosato en la población agrícola: revisión de tema. *CES Salud Pública* 8(1):121-133.
- Centro de Información sobre Contaminación de Aire para la frontera entre EEUU y México - Environmental Protection Agency. 2016. Calidad del aire fronterizo. URL: epa.gov/ttncatc1/cica/airq_s.html.
- Cheminova Agro S.A. 2016. Ficha de datos de seguridad, Accelerator progress, Glifosato 450 g/l SL. Reglamento (CE) N° 1907/2006, registro N°: 23.217. Madrid, España. Pp. 14.
- Círculo Médico de Rosario. 1917. Sobre la nueva enfermedad descubierta en Bell Ville (Sesión extraordinaria del Círculo Médico del 15-10-1917). *Revista Médica de Rosario* 7:485-499.
- Clarke, A. G., and A. S. Tomlin. 2003. La atmósfera. Pp. 9-70 *en* R. M. Harrison (ed.). *El medio ambiente. Introducción a la química medioambiental y a la contaminación*. Editorial Acirbia S.A. Zaragoza, España. ISBN 978-84-200-0966-0.
- Código Alimentario Argentino. 2012. Bebidas analcohólicas. Bebidas hídricas, agua y agua gasificada. Capítulo XII *en* Código Alimentario Argentino - Alimentos Argentinos. Pp. 58.
- Cruz Vera, M., J. M. Palero Sanz, R. Lucena Rodríguez, S. Cárdenas Aranzana, and M. Valcárcel Cases. 2012. Análisis de la directiva europea 98/83/CE: paradigma de la justificación y establecimiento de los valores paramétricos. El caso concreto de los plaguicidas. *Revista Española de Salud Pública* 86(1):21-35. <https://doi.org/10.1590/S1135-57272012000100003>.
- Delgadillo-López, A. E., C. A. González-Ramírez, F. Prieto-García, J. R. Villagómez-Ibarra, and O. Acevedo-Sandoval. 2011. Fitorremediación: una alternativa para eliminar la contaminación. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 14(2):597-612.
- Environmental Protection Agency. 2018 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories. EPA 822-F-18-001. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EE.UU. Pp. 20.
- Fernández Caliani, J. C. 2008. Una aproximación al conocimiento del impacto ambiental de la minería en la faja piritica Ibérica. *MACLA: Revista de la Sociedad Española de Mineralogía* 10:24-28.
- Giaccio, G. C. M., P. Lateralra, V. C. Aparicio, J. L. Costa, and M. M. Puricelli. 2019. Glyphosate and nutrient retention in preferential flow pathways. *Ecología Austral* 29(3):329-338. <https://doi.org/10.25260/EA.19.29.3.0.855>.
- Grandcoin, A., S. Piel, and E. Baurès. 2017. Aminomethylphosphonic acid (AMPA) in natural waters: Its sources, behavior and environmental fate. *Water Research* 117:187-197. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.03.055>.
- Hamet, M. F. 2012. Efecto de polisacáridos bacterianos sobre el balance de la microbiota intestinal de ratones. Pp. 185-240, *en* Polisacáridos de bacterias lácticas de fermentos artesanales para el desarrollo de alimentos funcionales. Estudio del efecto prebiótico. Capítulo 3. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional de La Plata. La Plata, Argentina.
- Henderson, A. M., J. A. Gervais, B. Luukinen, K. Buhl, D. Stone, A. Strid, A. Cross, and J. Jenkins. 2010. Glyphosate Technical Fact Sheet. National Pesticide Information Center. Oregon, EE.UU. Pp. 17.
- Hernández, M. A., J. L. Fasano, and E. Bocanegra. 1991. Overexploitation effects on the quaternary aquifer of Mar del Plata. Pp. 431-436 *en* L. Candela, M. B. Gómez, L. Puga, L. F. Rebollo and F. Villarroya (eds.). *Proceedings of the XXIII International Congress: Aquifer Overexploitation*. Volume 1.
- International Agency for Research on Cancer. 2017. Glyphosate. Pp. 321-412 *en* Some organophosphate insecticides and herbicides. Volume 112. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, Lyon, Francia.
- International Agency for Research on Cancer. 2004. Arsenic in drinking-water. Pp. 39-267 *en* IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Volume 84. Some drinking-water disinfectants and contaminants, including arsenic. Lyon, Francia.
- Juzgado Federal N° 2 de la ciudad de San Nicolás. 2019. Expediente N° FRO 70087/2018. Poder Judicial de la Nación, San Nicolás, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Pp. 23.
- Krautgartner, R. 2021. Austrian parliament adopts partial ban on glyphosate. Report Number: AU2021-0001. https://apps.fas.usda.gov/newgainapi/api/Report/DownloadReportByFileName?fileName=Austrian%20Parliament%20Adopts%20Partial%20Ban%20on%20Glyphosate_Vienna_Austria_06-01-2021.pdf.
- Krisnayanti, B. D., and C. Anderson. 2014. Gold Phytomining: A new idea for environmental sustainability in Indonesia. *Indonesian Journal on Geoscience* 1(1):1-7. <https://doi.org/10.17014/ijog.v1i1.171>.
- Kuntz, M. 2020. Glyphosate, separating 'the wheat from the tares'. *The Fondation pour l'innovation politique*, París, Francia. Pp. 43.
- Mañas, F., L. Peralta, N. Gorla, B. Bosch, and D. Aiassa. 2009. Aberraciones cromosómicas en trabajadores rurales de la Provincia de Córdoba expuestos a plaguicidas. *Journal of Basic and Applied Genetics* 20(1):9-13.
- Maqueda, C., T. Undabeytia, J. Villaverde, and E. Morillo. 2017. Behaviour of glyphosate in a reservoir and the surrounding agricultural soils. *Science of the Total Environment* 593-594:787-795. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.202>.
- Martínez, A., I. Reyes, and N. Reyes. 2007. Citotoxicidad del glifosato en células mononucleares de sangre periférica humana. *Biomédica* 27(4):594-604. <https://doi.org/10.7705/biomedica.v27i4.176>.
- Mengel, K., and E. A. Kirkby. 2000. *Principios de nutrición vegetal*. 1ra Edición en español, Instituto Internacional del

- Potasio, Basilea, Suiza. Pp. 608.
- Merani, V., M. Mur, F. Ramirez, M. Ponce, F. Guilino, T. C. Palancar, and R. Balbuena. 2019. Efecto de variables operativas sobre la calidad de aplicación y la deriva en la pulverización de agroquímicos. *Agriscientia* 36(2):45-55. <https://doi.org/10.31047/1668.298x.v36.n2.19093>.
- Ministry of Agriculture, Viticulture and Rural Development. 2020. Luxembourg, the first country in the European Union to ban the use of glyphosate. The Government of the Grand Duchy of Luxembourg. <https://agriculture.public.lu/dam-assets/publications/ma/dossier/glyphosat/20200116-Press-release-Luxembourg-bans-use-of-Glyphosate.pdf>.
- Morillo, E., T. Undabeytia, C. Maqueda, and A. Ramos. 2000. Glyphosate adsorption on soils of different characteristics. Influence of copper addition. *Chemosphere* 40:103-107. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00255-6](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00255-6).
- Morillo, E., T. Undabeytia, and C. Maqueda. 1997. Adsorption of glyphosate on the clay mineral montmorillonite: effect of Cu(II) in solution and adsorbed on the mineral. *Environmental Science and Technology* 31(12):3588-3592. <https://doi.org/10.1021/es9703411>
- Okada, E., D. Pérez, E. De Gerónimo, V. Aparicio, H. Massone, and J. L. Costa. 2018. Non-point source pollution of glyphosate and AMPA in a rural basin from the southeast Pampas, Argentina. *Environmental Science and Pollution Research* 25(15):15120-15132. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1734-7>.
- Okada, E., J. L. Costa, and F. Bedmar. 2016. Adsorption and mobility of glyphosate in different soils under no-till and conventional tillage. *Geoderma* 263:78-85. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.09.009>.
- Organización Mundial de la Salud. 2006a. Guías para la calidad del agua potable, Primer apéndice a la tercera edición, Volumen 1, Recomendaciones. Ginebra, Suiza. Pp. 398. ISBN 92-4-154696-4.
- Organización Mundial de la Salud. 2006b. Guías de calidad del aire de la OMS relativas al material particulado, el ozono, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre. Actualización mundial 2005. Ginebra, Suiza. Pp. 22.
- Pessagno, R. C., M. Dos Santos Afonso, and R. M. Torres Sánchez. 2005. N-(phosphonomethyl) glycine interactions with soils. *The Journal of the Argentine Chemical Society* 93(4/6):97-108.
- Pérez Cebada, J. D. 1999. Minería del cobre y contaminación atmosférica. Estrategias empresariales en las cuencas de Swansea, Huelva y Montana. *Revista de Historia Industrial* 16:45-67. <https://doi.org/10.1344/rhi.v0i16.18502>.
- Ramírez Muñoz, F. 2021. El herbicida glifosato y sus alternativas. Serie Informes Técnicos IRET N° 44. Universidad Nacional de Costa Rica. ISBN 978-9968-924-43-6.
- Rendtorff, N. M., M. E. Morosi, and E. L. Tavani. 2020. Estudio arqueométrico del proceso pirometalúrgico usado entre 1903 y 1913 para la extracción de cobre en la fundición Santa Florentina (Chilecito, La Rioja, Argentina). *Arqueología* 26(1):39-56. <https://doi.org/10.34096/arqueologia.t26.n1.5599>.
- Sala, J. M. 1975. Recursos hídricos (especial mención de las aguas subterráneas). Pp. 169-193 en *Geología de la Provincia de Buenos Aires, IV Congreso Geológico Argentino*. Buenos Aires, Argentina.
- Santa Cruz, J. N., and A. A. Silva Busso. 2002. Evolución hidrodinámica del agua subterránea en el conurbano de Buenos Aires, Argentina. *Boletín Geológico y Minero* 113(3):259-272.
- Shehata, A. A., W. Schrödl, A. A. Aldin, H. M. Hafez, and M. Krüger. 2013. The effect of glyphosate on potential pathogens and beneficial members of poultry microbiota in vitro. *Current Microbiology*, 66(4):350-358. <https://doi.org/10.1007/s00284-012-0277-2>.
- Simonello, M. F., E. C. Kleinsorge, and M. A. Carballo. 2010. Evaluación bioquímica de trabajadores rurales expuestos a pesticidas. *Medicina* 70(6):489-498.
- Sione, S., A. Ramírez, M. C. Sasal, E. Paravani, M. Wilson, E. Gabioud, W. Polla, M. Repetti, and J. Oszust. 2018. Fitotoxicidad de un formulado comercial de glifosato sobre *Lemna gibba* L. *Ecología Austral* 28(1):1-11. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.610>.
- Solís-González, G., A. A. Cortés-Téllez, Z. I. Téllez-Pérez, and M. C. Bartolomé-Camacho. 2019. Toxicidad aguda del herbicida N-(fosfonometil) glicina sobre representantes planctónicos *Artemia franciscana* y *Microcystis aeruginosa*. *TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas* 22:1-8. <https://doi.org/10.22201/fesz.23958723e.2019.0.192>.
- Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. 2003. Desarrollos de niveles guía nacionales de calidad de agua ambiente correspondientes a glifosato. Pp. 24.
- Tribunal General de la Unión Europea (TGUE). 2019. Sentencia en los asuntos T-716/14 y T-329/17. Comunicado de Prensa N° 25/19. Pp. 3.
- Unión Europea (UE). 2009. Directiva 98/83/CE del Consejo de 3-11-1998 relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano. 1998L0083-ES-07.08.2009-002.001, 2009. Pp. 29.
- Varona, M., G. L. Henao, S. Díaz, A. Lancharos, Á. Murcia, N. Rodríguez, and V. H. Álvarez. 2009. Evaluación de los efectos del glifosato y otros plaguicidas en la salud humana en zonas objeto del programa de erradicación de cultivos ilícitos. *Biomédica* 29(3):456-475. <https://doi.org/10.7705/biomedica.v29i3.16>.
- Vázquez, D. E., N. Ilina, E. A. Pagano, J. A. Zavala, and W. M. Farina. 2018. Glyphosate affects the larval development of honey bees depending on the susceptibility of colonies. *PLoS ONE* 13(10):e0205074. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0205074>.
- Waiman, C. V. 2014. Interacción de plaguicidas utilizados en la región semiárida pampeana con minerales constituyentes del suelo. Tesis doctoral. Departamento de Química, Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Argentina.
- Wesseling, C., A. Aragón, L. E. Castillo, M. Corriols, F. Chaverri, E. de la Cruz, M. Keifer, P. Monge, T. J. Partanen, C. Ruepert, and B. van Wendel de Joode. 2001. Hazardous pesticides in Central America. *International Journal of Occupational and Environmental Health* 7(4):287-294. <https://doi.org/10.1179/oeh.2001.7.4.287>.
- Zorzoli, F. 2018. ¿Límites ecológicos y fronteras tecnológicas en el negocio agrícola? *Agricultura y ambiente en los sectores agrarios medios del noroeste argentino. Población y Sociedad* 25(1):163-195. <https://doi.org/10.19137/pys-2018-250106>.